Lo Bueno, lo Malo y lo Feo de Utilizar Cloro para Desinfectar el Agua Potable

Por Mo Mukiibi, Ph.D y Noel Sherwin, Ph.D.

Historia de la cloración

A principios de los años 1900s, las enfermedades propagadas a través del agua, tale como el cólera y la tifoidea eran muy frecuentes en los Estados Unidos, lo cual causó muchas muertes. Ciudades tales como Jersey City, Nueva Jersey y Chicago, Illinois iniciaron programas de cloración continua del agua potable en 1907. Para el año 1920, más de 1,000 ciudades en los Estados Unidos están utilizando cloración y para 1950, el uso extenso del cloro había eliminado virtualmente esas enfermedades. Hoy en día, el cloro es considerado un desinfectante casi ideal y es utilizado para eliminar los patógenos presentes en el agua y proteger la salud pública. El cloro es ampliamente utilizado porque es:

- efectivo para eliminar patógenos;
- de bajo costo;
- funciona en un amplio rango de condiciones de calidad del agua;
- fácilmente monitoreado y controlado;
- durable, es decir, provee un residuo adecuado para los sistemas de distribución de agua.

La filtración del agua potable mas el uso de cloro son probablemente los avances más significativos en salud pública del milenio.[1] Aunque el cloro es deseable y efectivo en el tratamiento del agua para que ésta cumpla con ciertas normas regulatorias, es también culpable de producir subproductos de la desinfección (SPDs) no deseables (una consecuencia sin intención). Los SPDs son cancerígenos (se sabe que causan cáncer) y no son deseados para la salud pública. Los detalles sobre la formación de SPDs, las regulaciones y su minimización se describen más detalladamente en las secciones posteriores de este artículo.

¿Qué son los SPDs y cómo se forman?

Los SPDs clorados son una clase de compuestos que se forman cuando el cloro o el bromo se combinan con los materiales naturales o hechos por el hombre que están presentes en el agua. Los SPDs más comunes incluyen los trihalometanos totales (TTHMs) y ácidos haloacéticos (HAAs), aunque otros, tales como los haloacetonitrilos, halocetonas y clorofenoles, pueden formarse. El tipo y las cantidades relativas de SPDs específicos se determinan a través de la calidad del agua de origen, las condiciones de tratamiento, y el tipo de desinfectante utilizado. En el agua potable, el triclorometano es el SPD predominante, usualmente encontrado a niveles mucho más altos que otros SPDs.[2] Los SPDs son volátiles a temperatura ambiente y pueden ser detectados en el aire ambiental durante actividades tales como ducharse, darse un baño, lavar los platos y nadar.[3, 4]

Rutas de exposición y efectos a la salud

La exposición general a SPDs ocurre a través de la ingestión de agua clorada y/o la inhalación del vapor. La exposición a través de la piel (dermal) y absorción pueden ocurrir al darse una ducha o nadar en agua clorada que contiene material orgánico. Algunos tipos de SPDS pueden ser absorbidos y distribuidos rápidamente y ampliamente a través de la masa corporal. Los humanos que son expuestos a niveles elevados de triclorometano o tribromometano pueden desarrollar depresión del sistema nervioso central y hepatotoxicidad (daño del hígado causado por sustancias químicas) o cáncer de la vejiga. Otros tipos de cánceres pueden también desarrollarse. Estudios de toxicidad aguda de los SPDs con animales han hallado depresión del sistema nervioso central, daño del hígado y daño renal o necrosis y, ocasionalmente, depresión cardíaca y arritmias.[5]

Lidiando con las consecuencia involuntarias—Repaso de la *Regla de SPDs Etapa 2* de la US EPA

En enero del 2006, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (US EPA, en inglés) promulgó *La Regla de Tratamiento a largo plazo mejorado para agua superficial–Etapa 2* (*LT2ESWTR,* en inglés), que se enfoca en reducir las amenazas agudas de la contaminación microbiana, y la *Regla para Desinfectantes/Subproductos de la Desinfección–Etapa 2*, que se enfoca en reducir la formación de SPDs en los sistemas de distribución de agua depurada. Generalmente, la *Regla de la Etapa 2* fue promulgada simultáneamente con *LT2ESWTR* para abordar las preocupaciones sobre las ventajas y desventajas de la desactivación/remoción de patógenos y la reducción de SPDs. Esta regla sirve para limitar la exposición pública a los TTHMs y la suma de cinco ácidos haloacéticos, que pueden formarse durante la desinfección (desactivación/remoción de patógenos) del agua potable. La *Regla para SPDs Etapa 2* expande lo cubierto por la *Regla para SPDs Etapa 1*, haciendo más estrictos los requisitos de monitoreo de TTHMs y HAAs.

La Tabla 1 presenta las metas de niveles máximos de contaminante (MCLGs, en inglés) de la *Regla para SPDs Etapa 2* y los niveles máximos de contaminante a (MCLs, en inglés) adoptados. Las MCLGs de la *Etapa 2* para SPDs individuales difieren de los que fueron establecidos bajo la *Etapa 1*; solamente los MCLs son ejecutables, pero las MCLGs indican las preocupaciones relativas de salud asociadas con distintos SPDs.

Los sistemas de agua pública deberán cumplir con ambas reglamentaciones para el mes de abril del 2012, y todos los

Tabla 1. *Regla de SPDs Etapa 2*, MCLGs y MCLs Interpretación de la *Etapa 2*

Subproducto de la Desinfección	MCLG (ppb)	MCL (ppb)
Trihalometanos Totales (TTHM)	—	80
Cloroformo	7	—
Bromodiclorometano	0	—
Bromoformo	0	—
Dibromoclorometano	6	—
Cinco ácidos haloacéticos (HAAs)	—	60
Ácido Monocloroacético	7	—
Ácido Dicloroacético	0	—
Ácido Tricloroacético	20	—
ÁcidoMonobromoacético	—	—
Ácido Dibromoacético	—	—
Clorito (plantas que usan dióxido de cloro)	80	100
Bromato (plantas que usan ozono)	0	1

sistemas de agua pública deberán estar en cumplimiento para mediados del 2014 (los sistemas que utilizan solamente agua subterránea no están sujetos a los requisitos de *LT2ESWTR*). Las fechas límite se acercan rápidamente; por lo tanto, muchas compañías de servicio a lo largo de los Estados Unidos están evaluando actualmente sus procesos de tratamiento y desinfección.

Para dichos sistemas, los requisitos principales son los siguientes:

- Completar una *Evaluación Inicial del Sistema de Distribución* (*IDSE*, en inglés) que refleje los valores máximos de SPDs. Este requisito está diseñado para establecer nuevos sitios de monitoreo de sistemas de distribución alrededor de las plantas de tratamiento.
- Satisfacer MCLs para una concentración de TTHM de 80 µg/L y una concentración de HAA de 60 µg/L. La *Etapa 2* está diseñada para reducir la incidencia de picos de SPDs en el sistema de distribución.
- Determinar el cumplimiento en base a un método de *Promedio Anual Continuo para la Localidad* (*LRAA*, en inglés), que saque un promedio de los TTHMs y HAAs específicos al sitio cada trimestre. El *LRAA* tiene el propósito de ayudar a las plantas de tratamiento de agua a identificar el peligro de exceder el MCL durante el siguiente trimestre de monitoreo.

Después que comience el monitoreo para verificar el cumplimiento en abril del 2012, la *Regla para SPDs Etapa 2* también requerirá que cada planta de tratamiento determine y confirme si ha excedido un umbral de nivel de evaluación operacional (OEL, en inglés) también conocido como el umbral de *LRAA*. En toda localidad de monitoreo, la US EPA define el nivel de evaluación operacional como:

(QI + Q2 +2Q3) / 4 > MCL

Donde:

Q3 = medición para el trimestre actual

Q2 = medición para el trimestre anterior

QI = medición para el trimestre anterior al trimestre previo

MCL = MCL de la *Regla para SPDs Etapa 2 para TTHMs* (80 µg/ L) o HAAs (60 µg/L)

En toda localidad dada de monitoreo, si el nivel de evaluación operacional (OEL) para los TTHMs excede 80 µg/L o 60 µg/L para los HAAs, respectivamente, la US EPA requiere que la planta de tratamiento lleve a cabo una evaluación operacional y presente un informe escrito de la evaluación al estado respectivo en un plazo que no exceda 90 días después que el sistema sea notificado del resultado analítico que causó la excedencia. Hay algunos pasos adicionales que la US EPA requiere que sean tomados por la planta para abordar las excedencias de SPDs; sin embargo, dichos pasos van más allá del enfoque de este artículo.

¿Estamos creando SPDs en las piscinas de nuestras casas?

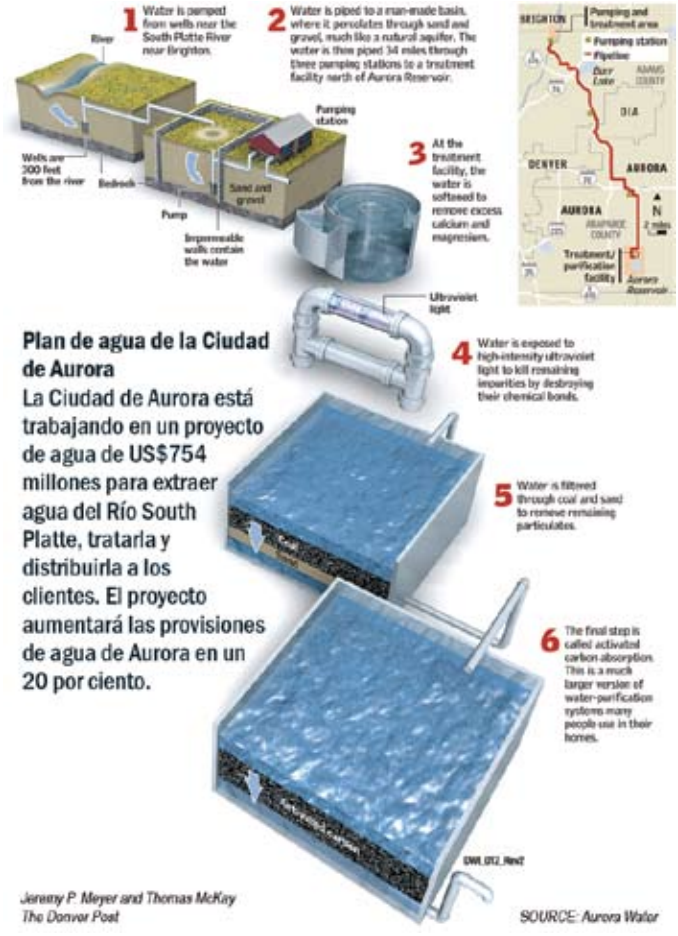
Cuando el agua sale de la planta de tratamiento y entra en una piscina, lleva consigo un residuo de cloro y puede también acarrear algunas sustancias orgánicas que no fueron removidas en la planta de tratamiento. Muchas veces, los propietarios de casa mitigan el riesgo de exposición a los patógenos microbianos presentes en el agua de las piscinas añadiéndole más cloro, además del residuo de la planta de tratamiento de agua. Si el agua de piscina contiene cantidades suficientes de materia orgánica y las condiciones son correctas, es más probable que los SPDs se formen. El potencial de formación de SPDs es aún mayor en climas cálidos como el de Arizona, California, Texas, etc. Los SPDs que se forman en las piscinas pueden presentar un riesgo para la salud pública. Debe hacerse notar que en los Estados Unidos, la calidad del agua de las piscinas no es regulada a nivel nacional por la US EPA. En lugar de ello, es usualmente administrada por los departamentos de salud pública estatales o locales, algunas veces por los administradores de piscinas o salvavidas, o por los mismos propietarios. La mayoría de estos profesionales no tienen el requisito de, ni están entrenados para identificar o aun para mitigar los peligros inmediatos que podrían resultar de la exposición a SPDs en las piscinas.

Tecnologías para minimizar el potencial de formación de SPDs

La minimización de la formación de SPDs en los sistemas de agua puede lograrse ya sea removiendo los precursores (materia orgánica) o los SPDs en sí, después que se forman en los suministros de agua. Existen varias tecnologías de tratamiento que pueden ser utilizadas para minimizar directamente o indirectamente, o para prevenir la formación de SPDs en las provisiones de agua potable. Éstas incluyen:

- Carbón activado biológicamente (CAB)
- Conversión a cloraminas
- Bióxido de Cloro
- Coagulación mejorada
- Adsorción de carbón activado granular (CAG)
- Adsorción/intercambio iónico
- Microfiltración/ultrafiltración
- Nanofiltración/ósmosis inversa
- Prácticas optimizadas de cloración
- Procesos avanzados de oxidación por ozono y relacionados con el ozono (AOPs)
- Desinfección ultravioleta (UV)
- AOPs UV

Figura 1. Esquema General del Proyecto Prairie Waters, Aurora, Colorado (Fuente: Aurora Water)



Generalmente, la remoción de TTHMs es más difícil y más cara que la remoción de precursores (carbón orgánico). En los Estados Unidos, la mayoría de plantas de tratamiento de agua (tales como la planta de tratamiento de Aurora, Colorado ilustrada en la Figura 1) utilizan CAG para remover precursores de SPDs y minimizar la formación de SPDs en su sistema de distribución.

La planta de tratamiento de Aurora es una de varias que actualmente utilizan (o están planeando utilizar) CAG para la remoción de materia orgánica. La *Regla de SPDs Etapa 2* está llevando a muchas otras plantas de tratamiento a considerar el uso de carbón activado granular para reducir aún más la formación de SPDs. Actualmente, hay aproximadamente 100 a 140 instalaciones de agua potable en funcionamiento que utilizan CAG en los Estados Unidos, aproximándose a un rango de capacidad de 10 mgd (37.8 millones L/día) o mayor. Además de utilizarse para reducir la formación de SPDs a través de la remoción de precursores, el CAG se utiliza para:

- remover carbón orgánico total (COT) para satisfacer los requisitos regulatorios;
- remover carbón orgánico disuelto biodegradable (CODB) para proporcionar estabilidad biológica para el sistema de distribución;
- remover compuestos que causan mal sabor y olor;
- remover micro-constituyentes, tales como los compuestos que son potencialmente disruptores endocrinos (CDEs), productos farmacéuticos/de cuidado personal, hormonas y compuestos orgánicos sintéticos (COSs);
- remover partículas y turbidez

Para comprender plenamente por qué el CAG es ampliamente utilizado para minimizar la formación de SPDs potenciales, los tipos y las propiedades estructurales y adsortivas se describen brevemente enseguida.

Historia y tipos de carbón activado

Tan lejos como el año 2000 AC, los antiguos egipcios utilizaban el carbón para la purificación del agua. En aquellos días, los carbones activados que eran utilizados para las operaciones de tratamiento de agua eran comúnmente producidos de madera, turba y otros derivados vegetales. En años recientes, una forma modificada de carbón (el carbón activado) ha llegado a utilizarse muy comúnmente (Figura 2).

El carbón activado de la actualidad puede ser producido de un buen número de materiales con alto contenido de carbón, tales como la madera, coque de petróleo, carbón bituminoso, cáscaras de nueces, lignito, aserrín de turba, etc. Hoy en día, el lignito, carbón natural y coque son las fuentes más frecuentemente utilizadas de carbón activado, debido a su disponibilidad y bajo precio. El material con el que se comienza influye en las áreas de superficie, propiedades adsortivas y efectividad del producto final respectivo. El CAG hecho de carbón bituminoso tiene tanto poros grandes como pequeños y es un buen carbón para usos generales por esta misma razón. Este tipo de CAG es fácil de reactivar y es bueno para la remoción de cloro. El lignito es un carbón suave, a base de madera, con muy baja densidad. El CAG hecho de lignito es comúnmente utilizado en aplicaciones de tratamiento de agua para la remoción de color y remoción de cloro. El coco es el más duro y menos polvoroso de estos materiales de base, y el CAG hecho de coco es bueno para la remoción de compuestos orgánicos pequeños o de bajo peso molecular.

Figura 2. Carbón Activado Granular (CAG)

Propiedades estructurales y adsortivas del carbón activado

Generalmente, el carbón activado tiene la afinidad adsortiva más fuerte y un área interna grande de hasta 1,500 m^2/g (16,145.86 $pies^2/g$) para orgánicos de cualquier material conocido, Estas propiedades explican la razón por la cual los procesos de tratamiento con CAG han sido reconocidos como una de las tecnologías más eficientes y económicas para la remoción de ciertas sustancias orgánicas del agua potable, y su mayor uso para abordar una lista cada vez más larga de metas de calidad del agua.

Como se muestra en la Figura 3, en su estructura, el carbón activado contiene una red de microporos, macroporos poros transicionales (mesoporos).[6] Según Dubinin,[7] solamente unos cuantos de los microporos llevan directamente a la superficie exterior de la partícula de carbón. A menudo, los macroporos se abren directamente a la superficie externa de las partículas

Figura 3. Microporos, macroporos y poros transicionales (mesoporos) en la estructura del CAG

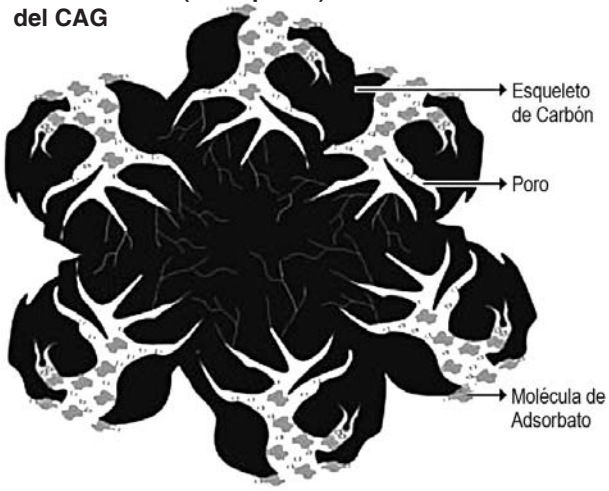


Figura 4. Recipientes con CAG para una operación de gran escala

de CAG. Los poros transicionales se extienden desde los macroporos, y los microporos tienden a extenderse desde los poros transicionales.

Según el Subcomité de Adsorción del Comité del Agua Potable Segura del Consejo Nacional de Investigación (National Research Council) de los Estados Unidos, 1999, el área específica de los microporos usualmente ocupa por lo menos 90 por ciento de la superficie total. Debido a que distintos tamaños de moléculas orgánicas caben en espacios de diferentes tamaños de la estructura de CAG, el número de tipo de poros es un criterio muy importante para determinar el tipo y las eficiencias de remoción de las moléculas orgánicas presentes en el agua a ser tratada. Para la industria de tratamiento de agua municipal, el tipo de CAG, con un gran número de microporos, es lo más deseado debido a que las partículas removidas del agua típicamente caben en ese rango de tamaño de poros. Además, debe hacerse notar que una alta superficie de CAG no es la única propiedad que determina la eficiencia de remoción de materia orgánica de la solución. El potencial de adsorción de un carbón dado también depende de numerosos factores, incluyendo las características del adsorbato, su concentración, y las condiciones de situaciones de tratamiento (temperatura, presión, pH, tiempo de contacto, etc.). El lector deberá notar que además de la adsorción, existen otros mecanismos de remoción, tales como la actividad biológica, que ocurren dentro de la matriz de CAG.

¿Cómo se implementa el CAG para la remoción de contaminantes orgánicos?

Tanto para las operaciones de menor escala (nivel doméstico) como para las operaciones de mayor escala, la tecnología de adsorción de carbón se implementa pasando agua contaminada a través de un recipiente (o recipientes) que contienen CAG (Figura 4).

La atracción entre las moléculas de orgánicos disueltos (adsorbato) y la superficie de CAG (adsorbente), resulta en fuerzas adsortivas que atraen a las moléculas orgánicas a la superficie de CAG mientras el agua pasa a través del recipiente. Como tales, las moléculas orgánicas se mantienen adheridas a la matriz de CAG, y el agua sale del sistema con una concentración menor de contaminantes. Además, la filtración de carbón activado es muy común en un buen número de sistemas de tratamiento de agua domésticos. Un sistema de filtrado común para encimera o debajo de la encimera tiene entre 12 y 24 onzas (de 0.34 a 0.68 kgs) de carbón activado (Figura 5). En los hogares, la filtración por carbón activado puede ser utilizada como un filtro independiente para reducir o eliminar los malos sabores y olores, cloro y muchos contaminantes orgánicos presentes en las provisiones de agua municipal (pre-tratada o clorada), produciendo agua potable significativamente mejorada. Además, es muy comúnmente utilizado como etapa de pre-tratamiento en los sistemas de ósmosis inversa para reducir varios contaminantes orgánicos solubles, cloro y otros constituyentes que podrían ensuciar la membrana de ósmosis inversa. Los filtros de bloque de carbono con una calificación de 0.5-micras son comúnmente utilizados para la remoción de quistes, tales como la *Giardia* y el *Cryptosporidium* y partículas.

Beneficios y limitaciones

La adsorción de carbón tiene varias ventajas sobre otros métodos de tratamiento del agua. Los beneficios del uso de CAG para la reducción de SPDs incluyen:

- Tecnología simple/operaciones estables
- Equipo y métodos bien establecidos
- Facilidad de implementación
- Disponibilidad comercial
- Costos bajos de capital e instalación

Las limitaciones de la efectividad del CAG para la remoción de precursores orgánicos incluyen las siguientes:

- Algunos compuestos orgánicos tienen características que son consideradas deficientes para la adsorción de CAG. Esto limita su aplicación.
- La capacidad de adsorción de CAG para los compuestos orgánicos solubles puede ser reducida por la presencia de otras sustancias orgánicas en el agua de origen, que compiten por la misma superficie de CAG.
- Algunos compuestos orgánicos pueden solamente absorber débilmente el CAG. Dichos compuestos pueden ser desplazados (desorbidos) fácilmente de la superficie

de CAG por otras moléculas orgánicas solubles que podrían estar presentes en el agua. La liberación de dichos en la solución podría promover la formación de SPDs. Por lo tanto, la desorción es una variable crítica en la planeación de los sistemas de CAG para el control del SPDs.

Resumen

Como se mencionó anteriormente, el cloro es altamente deseable y efectivo para matar los patógenos comúnmente presentes en el agua potable, lo cual ayuda a proteger la salud pública. Numerosos estudios han comprobado que el cloro es culpable de producir subproductos de la desinfección no deseados que son cancerígenos. Actualmente, la US EPA está abordando agresivamente los problemas de SPDs en los sistemas de distribución de agua pública. Otra área de preocupación para los SPDs son las instalaciones acuáticas. Una vez el agua pública ingresa en las piscinas, su calidad (con respecto a la reformación de SPDs) no es regulada a nivel nacional por la US EPA, y ni siquiera por los gobiernos estatales. Sin contar con una norma regulatoria del límite máximo de SPDs que permitido en las piscinas, la formación de niveles elevados de SPDs podría posar un riesgo a la salud aún mayor para los propietarios de hogares. Los negocios de servicios de agua tienen una oportunidad lucrativa de proveer soluciones tecnológicas para proteger al público de la exposición a SPDs. Dicho desarrollo será bueno tanto para los propietarios de casa, como para las comunidades y negocios.

Figura 5. Recipientes con Carbón Activado Granular (CAG) para sistemas de tratamiento de agua domésticos

Referencias

1. *Life Magazine*, special edition on “The Millennium”, Fall 1997.

2. Krasner, S.W. *et al.* 1989. The occurrence of disinfection by-products in US drinking water. *Journal of the American Water Works Association*. 81(8), 41-53.

3. Backer, et al. 2000. Household exposures to drinking water disinfection by-products: whole blood trihalomethanes levels. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*. 10, 321-326.

4. Gordon *et al.* 2006. Changes in breath trihalomethane levels resulting from household water-use activities. *Environmental Health Perspectives.* 114(4):514-521.

5. International Programme on Chemical Safety (IPCS), 2000. Disinfectants and Disinfectant By-Products. *Environmental Health Criteria 216.* http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm.

6. Zolf, Steenkamp and Breet, 2000. Superficial regeneration of exhausted granular activated carbon- potential application to water purification. *WRC Report No. 923/1/00.*

7. Dubinin, 1966. Porous structures and adsorption properties of activated carbon. P.L Walker Junior. *Chemistry and Physics of Carbon. Vol. 2.* Marcel Dekker, NY.

Acerca de los autores

El Dr. Mo Mukiibi es un Ingeniero Ambiental con el Grupo de Negocios de Agua de la Compañía CH2M Hill, Inc., basada en Tempe, Arizona. Actualmente está ayudando con los esfuerzos de limpieza del derrame de petróleo de BP en el Golfo de México. Además, el Dr. Mukiibi está llevando a cabo un estudio sobre la formación e incidencia de subproductos de la desinfección (SPDs) en las piscinas de Arizona y su correlación con el cáncer. Sus conocimientos técnicos abarcan el tratamiento de agua y aguas residuales, remediación, control de proceso y diseño de sistemas de agua. El Dr. Mukiibi es un experto técnico (agua y saneamiento) para la Organización Mundial de la Salud. El Dr. Mukiibi ha sido ampliamente publicado y ha dado presentaciones en muchas conferencias locales e internacionales. Además, es miembro del Comité de Revisión Técnica de nuestra revista hermana en lengua inglesa WC&P, y es miembro activo de WEF y AWWA. Contacto: teléfono (702) 540-9183 o correo electrónico mmukiibi@ch2m.com.

La Dra. Noel Sherwin, residente de Tucson, Arizona, obtuvo su maestría en la Universidad de Harvard y su doctorado en psicología clínica de la Universidad de Boston. Ella tiene muchas publicaciones y está muy involucrada en asuntos ambientales. Contacto: noelsherwin@gmail.com.